



Aqua reports 2012:10

Fiskförluster i svenska kärnkraftverk

En sammanställning av kunskapsläget

Andreas C Bryhn



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

FISKFÖRLUSTER I SVENSKA KÄRNKRAFTVERK

- En sammanställning av kunskapsläget

Andreas C Bryhn

Augusti 2012

SLU, Institutionen för akvatiska resurser

Aqua reports 2012:10

ISBN: 978-91-576-9092-0 (elektronisk version)

Vid citering uppge:

Bryhn, A. C. (2012). Fiskförluster i svenska kärnkraftverk. Aqua reports 2012:10. Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund, 33 s.

Rapporten kan laddas ned från:

<http://www.slu.se/aquareports>

Adress

Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser,
Kustlaboratoriet, Skolgatan 6, 742 42 Öregrund

E-post

Andreas.Bryhn@slu.se

Rapportens innehåll har granskats av:

Jan Andersson och Lena Bergström, SLU, Kustlaboratoriet, samt Sara Bergek, SLU, Sötvattenslaboratoriet.

Uppdragsutredning finansierad av Elforsk, Svenska elföretagens forskning och utveckling.

Omslagsbild: Ringhals kärnkraftverk sett från havet. Foto: Daniel Ahlqvist, Wikimedia Commons.
(Bilderna är beskuren).

Sammanfattning

De tre aktiva kärnkraftverken i Sverige är Forsmarks kärnkraftverk (Uppsala län), Oskarshamns kärnkraftverk (Kalmar län) och Ringhals kärnkraftverk (Hallands län). Kärnkraftsverkens reaktorer kylv kylvattnet av maximalt 415 m³ kylvatten per sekund. Detta kylvatten tas från och återförs till närliggande kustekosystem. I kärnkraftverkens silstationer, som rensar kylvattnet från oönskat material, fastnar betydande mängder fisk. Fiskförluster till följd av kärnkraftverkens kylning och förlusternas påverkan på omgivande fiskbestånd har studerats kontinuerligt under de senaste årtiondena. Årliga rapporter om fiskbeståndens tillstånd publiceras för varje kärnkraftverk. Därtill har ytterligare uppdragsstudier gjorts. I denna rapport har tidigare kunskap om kraftverkens fiskförlusters påverkan på bestånden sammanställts och vissa nya analyser har utförts. Sammanställningen visar att:

- Barsebäcksverkets nedläggning år 2005 har inte förändrat den långsiktigt ökande trenden för fångst per ansträngning i närliggande vatten.
- Trender och trendförändringar hos fiskbestånd som helhet har inte i något fall kunnat härledas till förluster uppkomna i kärnkraftverkens silstationer, även om någon påverkan inte heller kan uteslutas.
- Uppskattningsvis mellan 32 och 310 ton vuxen fisk fastnar årligen i de svenska kärnkraftverkens silstationer.
- Denna fiskbiomassa är betydligt mindre än den förlust som orsakas av storskarv, gråsäl, fritidsfiske eller kommersiellt fiske.
- Betydligt fler fiskägg, fisklarver och yngel än vuxen fisk påverkas av kylvattenintagen. Detta påverkar i sin tur rekryteringen till det vuxna beståndet. Skadans storlek kan svårt beräknas i absoluta tal utan ytterst osäkra antaganden. De beräkningar som hittills gjorts visar dock att förlusten är liten i förhållande till storleken hos berörda bestånd.

- I Ringhals kärnkraftverk finns en uppsamlingsbassäng inomhus samt en rörledning anslutna till silstationerna. Ål har visats ha särskilt hög överlevnadsgrad (86%) bland fiskarterna i Ringhalsverkets silstationer. Om motsvarande konstruktion byggdes i Forsmark skulle fler än 1 000 ålar årligen kunna överleva en återpassage till Bottenhavet. Antalet ålar som skulle kunna överleva i Oskarshamnsverkets silstation har inte kunnat beräknas i denna rapport.
- Effekter på beståndsnivå är mest sannolika för lokala bestånd med liten geografisk utbredning i ett kraftverks omedelbara närhet.
- Förslag på sådana fiskpopulationer att studera närmare är rötsimpan samt torskens subpopulationer, båda i Ringhals kärnkraftverks närhet.

Summary

The three active nuclear power plants in Sweden are Forsmark (Uppsala County), Oskarshamn (Kalmar County) and Ringhals (Halland County). The reactors of these plants are cooled by a maximum of 415 m³ cooling water per second in total. This cooling water is taken from and is returned to adjacent coastal ecosystems. In the plants' sieving stations, which remove unwanted matter from the inflowing water, substantial amounts of fish are impinged. Fish loss from nuclear power and its effects on surrounding fish populations have been studied continuously during the past decades. Annual reports on the status of adjacent fish populations are published for each Swedish nuclear power plant. In addition, other assignment studies have been made. This report compiles earlier knowledge on fish loss effects on fish populations at nuclear power plants. In addition, some new analyses have been made. This compilation shows that:

- Shutting down the Barsebäck Nuclear Power Plant in 2005 has not changed the increasing long-term trend in catch per unit effort in adjacent waters.
- Trends and trend changes in fish populations as a whole have not in any case been possible to trace from losses in sieving stations of the nuclear power plants, although such effects cannot be excluded.
- Approximately 32-310 tonnes of adult fish are impinged annually in sieving stations of Swedish nuclear power plants.
- This fish biomass is considerably smaller than the loss caused by great cormorant, grey seal, leisure fishing or commercial fishing.
- Considerably more fish roe, larvae and fry than adult fish are affected by the cooling water intakes. This in turn affects recruitment to adult fish stocks. The size of this damage can hardly be calculated in absolute numbers without utterly uncertain assumptions. However, calculations which have hitherto

been made have shown that the loss is minor compared to the size of the stocks in question.

- At the Ringhals Power Plant there is an indoor pool and a large tube connecting sieving stations to the sea, allowing fish passage. Eel has turned out to have a particularly high survival rate (86%) compared to other fish species at the sieving stations of Ringhals. If a corresponding construction would be built at Forsmark, more than 1,000 eels could survive passage to the Bothnian Sea annually. The annual number of eels which could survive at the sieving station of the Oskarshamn plant has not been estimated in this report.
- Effects on the population level are most probable in local populations with a small geographic distribution in the immediate vicinity of a power plant.
- Suggestions of such fish populations for further studies are the shorthorn sculpin and subpopulations of cod, all of which are in the vicinity of the Ringhals Nuclear Power Plant.

Innehåll

1	Inledning	1
1.1	Bakgrund och syfte.....	1
1.2	Teoretisk ansats angående fiskförluster.....	3
2	Påverkan från kylvattenintaget	4
3	Fisk som påverkas av kylvattenintaget	6
4	Metoder för att övervaka effekten på fisk.....	12
5	Trender under avvecklingen av Barsebäcksverket	14
6	Övriga analyser av långsiktiga trender	16
7	Förluster av ål, sill och torsk i Ringhalsverket	17
8	Total fiskförlust i svenska kärnkraftverk	20
9	Tackord	29
10	Referenser	30

1 Inledning

1.1 Bakgrund och syfte

De svenska kärnkraftverkens drift påverkar kustnära fiskbestånd på grund av att reaktorerne kylvatten av stora vattenbaserade kylsystem. Kylsystemen kyler vattenånga som i sin tur kommer i kontakt med reaktorerne kondensorer. Kylvatten hämtas från och återförs till omgivande kustekosystem. Kärnkraftverkens kylvattenanläggningars påverkan på fiskbestånd har därför övervakats och studerats kontinuerligt under de senaste årtiondena, såväl i Sverige (Åkerblom, 1974; Fagerholm, 2006; Ehlin m. fl., 2009; Bergström m. fl., 2010; Karås m. fl., 2010; Adill m. fl., 2011; Andersson m. fl., 2011a; Franzén & Lingman, 2011) som utomlands (McKee, 1968; Kelso & Milburn, 1979; Moazzam & Niaz Rizvi, 1980; Maes m. fl., 1998, 2004; Beaulaton & Briand, 2007). I Sverige görs en omfattande årlig recipientkontroll vid varje kärnkraftverk med bland annat yngelundersökningar, provfiske vid kraftverket, provfiske vid kontrollstationer, trendanalyser för olika fiskarters abundans mätt i fångst per ansträngning, samt beräkning av fiskförlust i silstationer i den mån sådana data har samlats in. Därutöver utförs enstaka ytterligare kontrolluppdrag. Resultat från övervakningen publiceras i myndighetsrapporter, numera främst från Kustlaboratoriet vid Sveriges Lantbruksuniversitet och tidigare vid dåvarande Fiskeriverket.

Varje sekund används sammantaget upp till 415 m³ kylvatten till svenska kärnkraftverk (Ehlin m. fl., 2009), vilket överstiger den normala vattenföringen i Torneälven (388 m³/s; SMHI, 2012), men understiger den normala vattenföringen i Umeälven (443 m³/s; SMHI, 2012). Förlusterna av fisk i olika utvecklingsstadier varierar över tid; över säsongen och mellan år. Produktionen av ägg, larver, yngel och vuxen fisk är områdesspecifik och artspecifikt säsongsberoende för olika fiskarter. Effekter på bestånden dimensioneras primärt av hur stor dödligheten i kärnkraftverket är i förhållande till andra källor till dödlighet, naturliga såväl som antropogena.

Syftet med denna rapport är att klargöra de samlade effekterna på fiskbestånden av utslagningen av fisk i kylvattenintagen till svenska kärnkraftverk. Sedan Barsebäcksverkets nedläggning år 2005 finns svenska kärnreaktorer i drift i Ringhals kärnkraftverk (fyra reaktorer), Forsmarks kärnkraftverk (tre reaktorer) samt Oskarshamns kärnkraftverk (tre reaktorer). Data finns även tillgängliga från kraftverket i Barsebäck från den tid då dess reaktorer användes. Reaktorernas geografiska läge anges i Figur 1.



Figur 1. Sveriges kärnkraftverk. Barsebäcks kärnkraftverk togs ur bruk år 2005.

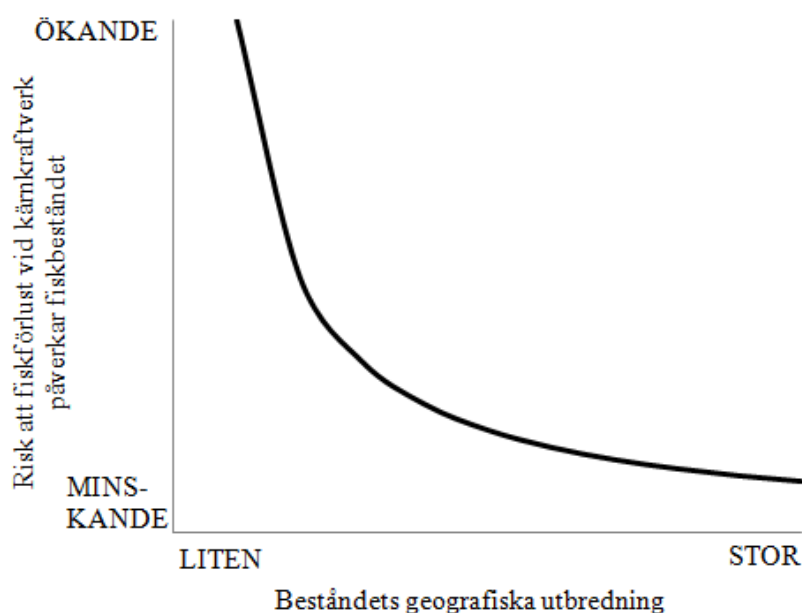
1.2 Teoretisk ansats angående fiskförluster

Förlusten i biomassa av en viss art (exempelvis torsk eller ål), artstadium (exempelvis ägg, larv eller yngel) eller artgrupp (exempelvis torskfiskar) vid ett kärnkraftverk, kan vi beteckna M_{fisk} (enhet: kg/år). Förlust_{fisk} beror på kylvattenflödet Q (i m^3/s), fiskdensiteten (eller innehållet) i kylvattnet $\text{Dens}_{\text{fisk}}$ (kg fisk/ m^3 kylvatten), samt fiskens överlevnad i kylvattenanläggningen, \ddot{O}_{fisk} (dimensionslös), enligt nedanstående funktion:

$$M_{\text{fisk}} = f(Q, \text{Dens}_{\text{fisk}}, \ddot{O}_{\text{fisk}}) \quad (1)$$

\ddot{O}_{fisk} beror i sin tur på de åtgärder som vidtas för att återföra organismer och material från kylvattenintag till havet, och dels på fiskens förutsättningar att klara påfrestningarna från kylvattenintaget och återföringsåtgärderna.

Hur stor påverkan fiskförlusten får på ett fiskbestånds storlek torde delvis bero på det berörda fiskbeståndets geografiska utbredning. Sambandet kan antas ha ett utseende som liknar kurvan i Figur 2:



Figur 2. Samband mellan geografisk beståndsutbredning och risk för påverkan på ett visst fiskbestånd i kylvattenintagets omedelbara närhet.

2 Påverkan från kylvattenintaget

Samtliga aktiva reaktorer i Sverige kylv av havsvatten som leds in via silstationer, där bland annat fisk fastnar och avskiljs. Avskiljningen sker i flera steg och processen skiljer sig något mellan de olika kärnkraftverken. Allmänt kan sägas att första steget består av grova galler och sista steget av så kallade bandsilar med varierande maskstorlek (2-5 mm). Fisk och yngel fastnar i silstationerna medan fiskägg och fisklarver till största delen passerar och sannolikt dör i stor omfattning, till följd av kylprocessens snabba temperatur- och tryckförändringar, eller på grund av mekanisk påverkan under processen (Ehlin m. fl., 2009; Andersson m. fl., 2001b; Bergström m. fl., 2011). Ett viktigt undantag är ålens yngel (glasål) vilka i hög grad anses överleva passagen genom kylvattensystemet (Andersson m. fl., 2011b). Glasål förekommer dock endast i Ringhals. Kylvattenåtgången för termiska kraftverk är proportionell mot deras elektriska uteffekt (Kelso and Milburn, 1979). Det krävs i grova drag en kylvattentillförsel på $46 \text{ m}^3/\text{s}$ per gigawatt elektrisk effekt i reaktorn (mellan 39 och $57 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ GW}^{-1}$ beroende på reaktor; data från Ehlin m. fl., 2009).

Oskarshamns kärnkraftverk kylv av maximalt 115 m^3 brackvatten per sekund enligt nuvarande miljötillstånd. Verket har tre reaktorer, O1, O2 och O3, som startades mellan åren 1972 och 1985. Tre silstationer finns; en för varje reaktor (Ehlin m. fl., 2009). Biologiska basundersökningar påbörjades i området 1962, nästan tio år innan verket startades (Andersson m. fl., 2011a). Vanliga fiskarter i silstationerna är storspigg, småspigg, mindre havsnål, strömming, flundra, abborre och mört. (Franzén & Lingman, 2011; Andersson m. fl., 2011a). Minsta maskstorleken i bandsilarna är 2 mm. Sedan mitten av föregående årtionde återförs alla rensmassor från O1 och O3 till havet genom att uppsamlingsbehållarna töms i Hamnefjärdens mynning. Materialet från O2 passerar sedan reaktorn togs i drift 1974 genom kvarnar innan det återförs via kylvattenutsläppet. Under tidigare år har materialet i olika omfattning deponerats på land.

De fyra reaktorerna R1-R4 i **Ringhals kärnkraftverk** i norra Halland togs i bruk mellan 1975 och 1983. Ringhalsverket är den enskilt största elproducenten i Sverige. Kylvatteninflödet vid full drift är 165 m³ per sekund. Kylvattnet tas in via två kanaler från ett relativt öppet kustområde i Kattegatt. Vid intagen för kylvatten finns silstationer som rensar bort organismer och andra föremål. Materialet som fastnade i silstationen deponerades tidigare på land, men pumpas från och med 1986 tillbaka till havet. En del av fisken överlever pumpningsprocessen. I silstationerna har fiskarter som tobis, svart smörbult, stensnulta, skärsnulta, skrubbskädda samt ål återfunnits (Andersson et al., 2011b). Maskstorlek i bandsilarna varierar mellan 2 och 5 mm (Jan Andersson, pers. komm.).

Forsmarks kärnkraftverk består av tre reaktorer (F1-F3) och är beläget vid kusten i nordöstra Uppland. Reaktorerna sattes i drift åren 1980, 1981 respektive 1985. De kyls av 135 m³ havsvatten per sekund vid full drift (Ehlin m. fl., 2009). Kylvattnet tas in till kraftverket via en kanal från Asphällafjärden, som är en del av Bottenhavet. Vanliga fiskarter i silstationerna är storspigg, nors och strömming (Karås m. fl., 2010; Adill m. fl., 2011). Maskstorlek i bandsilarna är 2 mm (Ehlin m. fl., 2009). Det material som fastnar i silstationerna maldes och brändes eller deponerades tidigare, men det malda materialet plöjs numera ned i odlingsmarker (Anders Adill, pers. komm.).

Barsebäcks kärnkraftverk hade som mest två aktiva reaktorer (B1 och B2) men dessa stängdes år 1999 respektive 2005. Vanliga fiskarter utanför Barsebäck är ål, tånglake, torsk och skrubbskädda (SLU, 2011). Den maximala kylvattenåtgången var totalt 50 m³/s för båda reaktorerna och den minsta maskvidden i silstationerna var, liksom i Forsmark och Oskarshamn, 2 mm. Silstationen återförde även här en del av det bortrensade materialet från kylvattnet till havet (Ehlin m. fl., 2009).

3 Fisk som påverkas av kylvattenintaget

Med kärnkraftverkens kylvattenintag följer fisk i alla livsstadier:

- Fiskägg (rom)
- Fisklarver
- Yngel
- Vuxen fisk

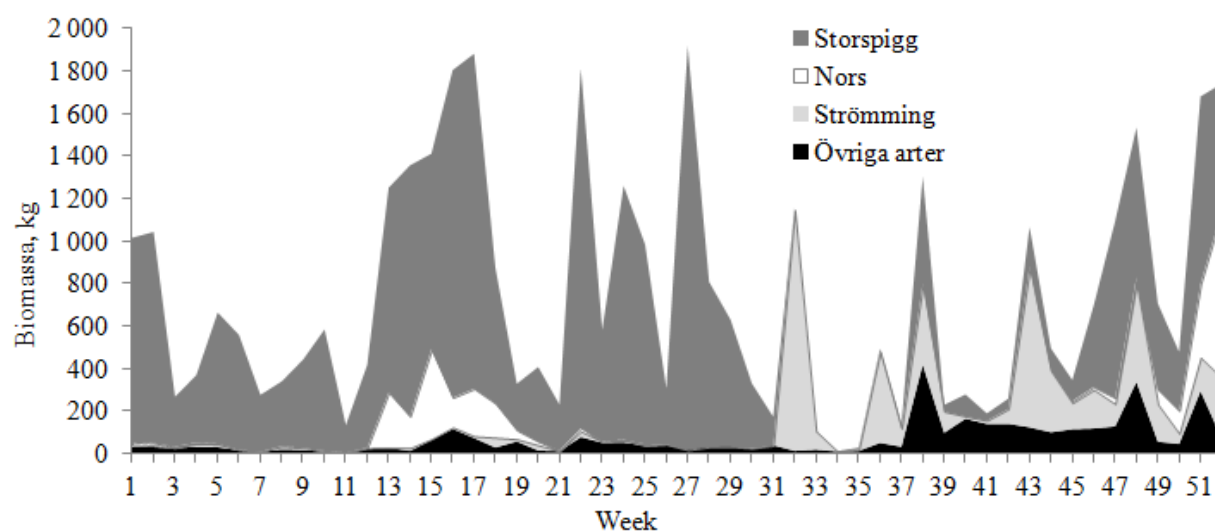
Fiskägg är typiskt sett runda, utan självständig rörelseförmåga, och utvecklas med hjälp av den näring som finns lagrad i ägget. Fisklarver kan i viss mån röra sig och de fortsätter efter att de har kläckts att utnyttja den näring som fanns lagrad i äggulan till dess att de successivt övergår till det stadium som brukar betecknas som yngel. Det är i yngelstadiet som det framtida, vuxna utseendet först börjar synas. Fiskyngel äter själva och har fenor eller förstadier till fenor (Munk & Nielsen, 2005). Stora förluster av ägg, larver och yngel i kylvattenanläggningar innebär en risk för minskade bestånd av vuxen fisk (Andersson m. fl., 2011b).

Variabiliteten i fiskförlust är stor över tid, inom ett enskilt år samt mellan år. Figur 3 visar den kumulativa biomassan per vecka av fisk som beräknas ha gått förlorad i Forsmarksverket år 2011. Förlusterna under de fyra veckorna 15, 16, 22 och 27 uppgick till 7,4 ton fisk, vilket motsvarar 19% av den totala massan förlorad fisk i Forsmarksverkets silstationer 2011. Viktmässigt dominerade arterna storspigg, strömming och nors (Figur 3).

Tre fiskarter, sill, torsk och ål, har varit föremål för särskilt omfattande undersökningar kopplade till kärnkraftverkens kylvattenanläggningar (Andersson m. fl., 2011b). Nedan följer en kort bakgrundsbeskrivning av dessa tre arter.

Den atlantiska sillen (Figur 4) är en stimfisk som förekommer i Atlanten, Nordsjön och Östersjön och fångas längs stora delar av Sveriges kuster. Norr om Kalmar kallas sillen strömming och är i regel mindre som fullvuxen (15-25 cm) än västkustsill (23-

30 cm). Den genetiska skillnaden är emellertid inte större än att strömming och sill anses tillhöra samma art. Forsmarksverket påverkar strömmingsbeståndet i Bottenhavet, medan Oskarshamnsverket frekventeras av strömmingsbestånd i Egentliga Östersjön. Sill från bestånden i östra Nordsjön, Skagerrak, Kattegatt, Öresund och sydvästra Östersjön (enligt ICES beståndsindelning) kan teoretiskt sett förekomma i Ringhals' silstationer och delas upp i vårlekande och höstlekande bestånd. Av dessa sill- eller strömmingsbestånd anses beståndet i Bottenhavet ha bäst ekologisk status (Fiskeriverket, 2011).



Figur 3. Beräknad kumulativ fiskbiomassa som fastnade i Forsmarksverkets silstationer år 2011.



Figur 4. Atlantisk sill (*Clupea harengus*). Fångstplats: Bottenhavet. Foto: Martina Blass, Kustlaboratoriet.

Den atlantiska torsken (Figur 5) lever i norra Atlanten, Norska Havet, Barents Hav, Östersjön och Nordsjön. Den kan bli över 150 cm lång och väga mer än 50 kg. Torsken är sällsynt utanför Forsmarksverket, men den är desto viktigare för fisket i Egentliga Östersjön. Den torsk som kan påverkas av Oskarshamnsverket ingår i det så kallade östra beståndet i Östersjön och återfinns öster om Bornholm. Förluster i Ringhalsverket påverkar sannolikt i första hand torsken i Kattegatt, men både ägg, larver och ungfisk ur de bestånd som har sina lekplatser längre ut i Nordsjön uppträder i Kattegatt. Torskpopulationerna i Kattegatt har särskilt svag ekologisk status och deras lekbiomassor anses befinna sig på historiska miniminivåer (Vitale m. fl., 2008; ICES, 2011). Svedäng m. fl. (2010a) har med hjälp av otolitkemi visat att torsken i Kattegatt kan indelas i minst tre subpopulationer som leker på olika lokaler. Vitale m. fl. (2008) har även kartlagt en mosaik av lekplatser i Kattegatt som tyder på olikheter i torskpopulationens lekbeteende där. Att i förvaltningsstrategier ta noga hänsyn till torskens indelning i subpopulationer i Kattegatt kan vara nödvändigt för att torskbestånden i området ska kunna återfå en högre ekologisk status i framtiden (Svedäng m. fl., 2010b).



Figur 5. Atlantisk torsk (*Gadus Morhua*). Foto: Patrick Gijsbers, Wikimedia Commons.

Den europeiska ålen (Figur 6) antas utgöra ett gemensamt bestånd för Europa och Nordafrika och den rör sig under sin livstid över stora geografiska avstånd. Ålens lek har aldrig kunnat observeras, och inte heller dess ägg. Samtliga europeiska ålars lek antas ske i Sargassohavet på andra sidan Atlanten. Ålens larvfas kallas *leptocephalus*. Denna larv driver med havsströmmar och når Europa eller Nordafrika och har då antagit en yngelfas och kallas glasål. Vidare livsfaser utvecklas på kontinenten via den växande fasen gulål till vandringsfasen blankål, som ålen antar i samband med att den påbörjar vandringen tillbaka till Sargassohavet för att leka. Ålen odlas på vissa håll, och odlingen baseras då helt på yngel eller små ålar som samlats in från det vilda beståndet. Omfattande förflyttningar av vilda ålar har länge förekommit för att förstärka lokala bestånd över stora delar av utbredningsområdet. Fisket på den svenska västkusten fångar främst gulål, medan främst blankål fångas på ostkusten. Invandringen av glasål från Atlanten minskade kraftigt under 1980-talet och har minskat ytterligare sedan dess och uppgår till maximalt 10% av tidigare rekrytering (Dekker m. fl., 2011). Minskande ålbestånd är ett alleuropeiskt problem och orsaken till minskningen kan antas vara en kombination av faktorer, däribland klimatförändringar i Sargassohavet, habitatförändringar på kontinenterna, överfiske, parasiter och föroreningar (Bonhommeau m. fl., 2007). Beståndet av europeisk ål befaras numera befinna sig på historiska miniminivåer men problemet med

minskande åltäthet och intensiv fångst ser väldigt olika ut i olika delar av Europa (EIFAAC och ICES, 2011).



Figur 6. Europeisk ål (*Anguilla anguilla*). Foto: David Perez, Wikimedia Commons.

Rötsimpa (Figur 7) är en annan art vars lokala bestånd har befarats minska till följd av Ringhals kärnkraftverks kylvattenintag. Bland de larver som har fångats i silstationerna har rötsimpans oftast varit de vanligast förekommande. En minskande trend i larvfångsten har kopplats till Ringhalsverkets utbyggnadstakt samt till minskande bestånd av vuxen rötsimpa i närområdet (Sundqvist & Fagerholm, 2009; Bergström m. fl., 2010; Jansson och Sundqvist, 2010). Rötsimpa benämndes tidigare ulk och återfinns främst på grunda vatten, men kan även leva ner till 200 meters djup. Arten lever längs Nordatlantens kuster, Norska Havet, Barents Hav, Nordsjön samt i Östersjön. I svenska vatten kan individernas längd bli cirka 30 cm (Andersson, 1964; Muus m. fl., 1997). Beståndet utanför Ringhalsverket är lokalt och kustbundet (Bergström m. fl., 2010).



Figur 7. Rötssimpa (*Myoxocephalus scorpius*). Foto: Tino Strauss, Wikimedia Commons.

Ytterligare två fiskarter vars lokala bestånd kan ha påverkats av Ringhals kärnkraftverk är tejsfisk (*Pholis gunnellus*) och tånglake (*Zoarces viviparus*). Fångst per ansträngning av dess arter har uppvisat minskande trender i närområdet (Bergström m. fl., 2010).

4 Metoder för att övervaka effekten på fisk

Provfisken av vuxen fisk sker dels i anslutning till kärnkraftverket, dels vid referensområden, för att kartlägga förändringar till följd av kärnkraftverkets intag och utsläpp av kylvatten. Provfisken sker med ryssjor och/eller nätlänkar, och fångsten kvantifieras som antal individer per art och längdgrupp per ansträngning (nät/ryssja per natt).

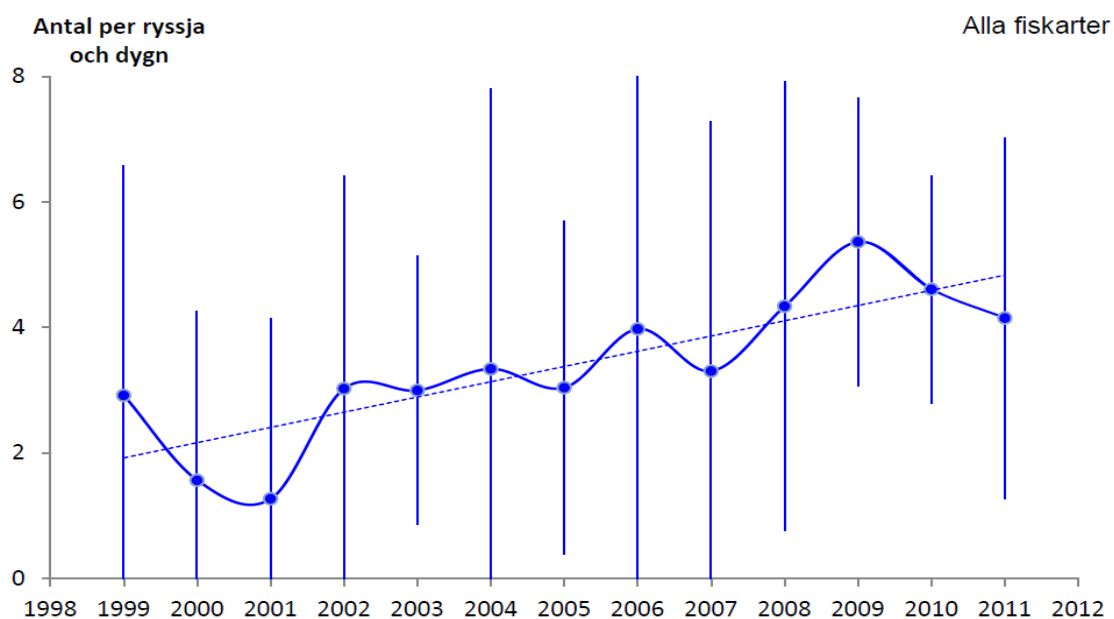
Vid skattning av mängden ägg och små fisklarver i kylvattenintaget till Ringhalsverket används en s. k. Bongohåv som har en maskvidd på 0,5 mm. Bongohåven används i kombination med en varvräknare med vilken vattengenomströmningen vid provtagningen kan beräknas och därigenom även antal ägg och larver per volymenhet. Provtagningen sker dagtid två gånger per vecka under perioden januari-april, med omkring 10-15 minuters håvning per tillfälle. Isaacs-Kidd-trål med 1,5 mm maskvidd i uppsamlingsstruten används nattetid två gånger i veckan under februari-april för att skatta mängden yngel i kylvattenkanalen till Ringhals 1 och 2. Trålningen sker under 12-15 timmar (Bergström m. fl., 2009; Jansson & Sundqvist, 2011).



Figur 8. Övre bilden: Provfångst i ryssja. Undre bilden: Plattfiskyngel. Foto: SLU Kustlaboratoriet.

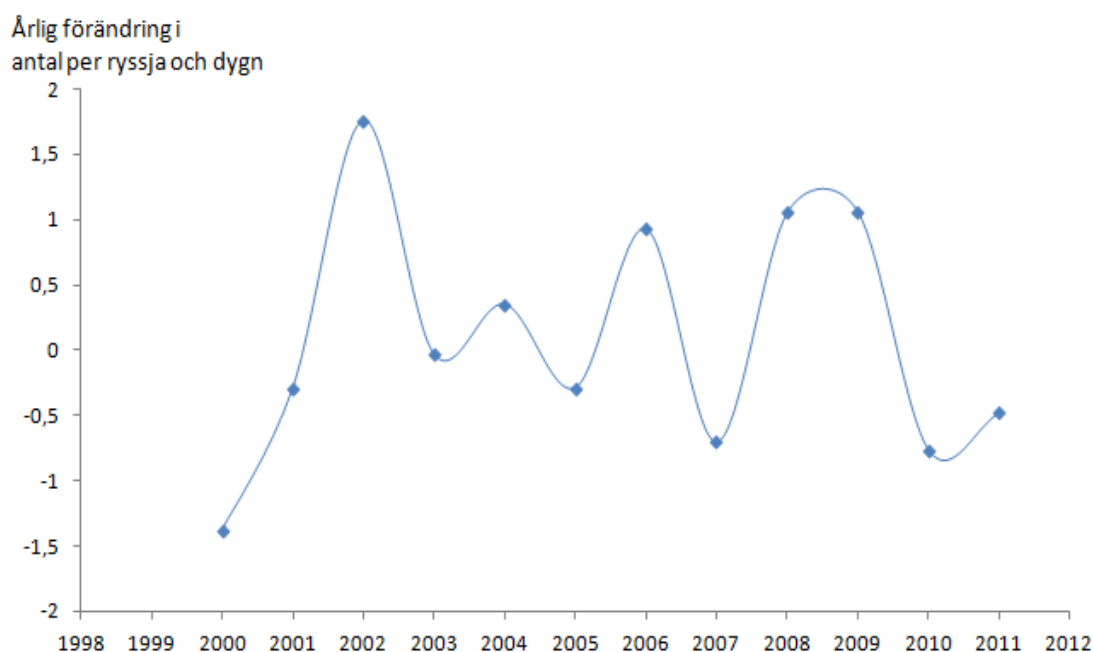
5 Trender under avvecklingen av Barsebäcksverket

Barsebäcksverket stängdes som tidigare nämnts år 2005. På grund av stängningen skulle man kunna ha förväntat tydliga effekter på de närliggande fiskbestånden och Barsebäck utgör därför ett potentiellt testområde för silstationernas påverkan på fiskbestånd. Mellan år 1999 och 2011 har den totala provfiskefångsten i området ökat något (Figur 9). Uppdelat på arter gäller detta dock endast fångsten av tånglake, skrubbskädda, slätvar och abborre medan fångsten av torsk, ål och 37 andra fiskarter inte har förändrats signifikant.



Figur 9. Antal fiskar per ryssja och dygn vid provfiske utanför Barsebäck. Barsebäcksverket avvecklades år 2005. Vertikala linjer anger 95 % konfidensintervall. Från SLU (2011).

Figur 10 visar den årliga förändringen i fångst per dygn mellan år 2000 och 2011¹. Den genomsnittliga årliga ökningen i antal individer per ryssja och dygn var 0,02 mellan åren 2000 och 2005 och är inte signifikant skild² från den årliga ökningen på 0,11 som registrerades mellan 2005 och 2011. Trenden i Figur 8 kan därför svårligen härledas till Barsebäcks stängning då inget signifikant trendbrott skedde i form av förändrad ökningstakt efter 2005. Mer troligt är att den ökande, obrutna trenden som ses i Figur 8 främst har andra orsaker då fångsten per ansträngning ökade för endast fyra av totalt sett 43 fiskarter. Artrikedomen har inte förändrats i området (SLU, 2011) och majoriteten av analyserna för Barsebäck under perioden innan och efter stängning (1999-2011) visade på ett ”relativt stabilt fiskssamhälle” (SLU, 2011).



Figur 10. Årlig förändring i antal fiskar per ryssja och dygn vid provfiske utanför Barsebäck. Barsebäcksverket avvecklades år 2005. Data från Figur 9 samt egna beräkningar.

¹ Förstaderivatet av Figur 8. Figur 10 uttrycker således skillnaden i fångst jämfört med föregående år.

² Enligt t-test vid 95% konfidensintervall. Även testat med Rodionovs (2004) metod för att detektera trendskiten.

6 Övriga analyser av långsiktiga trender

Årliga rapporter avseende kontrollprogrammen för kärnkraftverken i Forsmark, Ringhals och Oskarshamn samt mer fördjupade rapporter vart femte år anger signifikanta förändringar över tid för många fiskbestånd i kärnkraftverkens närhet. Gemensamt kan sägas att det inte kan uteslutas att kärnkraftverken kan ha påverkat dessa förändringar, men statistiska belägg för silstationernas påverkan, i form av stark samvariation eller trendskiten, saknas. Ökningar och minskningar har i regel fastställts med linjär regression och 95% konfidensnivå har använts som en allmän gräns för statistisk signifikans.

Vid Oskarshamnsverket har den totala mängden fisk ökat över tid, liksom andelen fiskätande fisk. På artnivå har framför allt abborre ökat i förekomst (Andersson, 2011a), medan mört hade minskat fram tills 2011 (Franzén & Lingman, 2011). I de senaste Ringhalsrapporterna finns uppgift om en ökning av ål, medan rötsimpa, oxsimpa och tånglake har minskat i förekomst (Bergström m. fl., 2009; Jansson & Sundqvist, 2011). Vid Forsmarksverket har fångsterna av abborre, mört, strömming och gös fluktuerat över åren utan tydliga trender, medan spigg har blivit allt vanligare i silstationerna (Karås m. fl., 2010).

7 Förluster av ål, sill och torsk i Ringhalsverket

Beträffande påverkan från svenska kärnkraftverk identifierade Elforsk (Ehlin m. fl., 2009) en särskild risk för skador på torskbeståndet i Kattegatt till följd av torskynglens mortalitet i Ringhalsverket samt även för minskad ålrekrytering till följd av förluster vid kylvattenintag i samtliga kärnkraftverk. Andersson m. fl. (2011b) har nyligen genomfört en överlevnadsstudie av ägg, larver och yngel i Ringhalsverket, särskilt med avseende på sill, torsk och ål.

Glasål fångades in i kylvattenintaget och kylvattenutsläppet och deras överlevnad studerades på plats under en månads tid i identiska akvarier. Det visade sig att de 191 glasålar från kylvattenintaget som studerades hade 10 procentenheter högre överlevnad än de 272 glasålar som hade passerat kylvattensystemet. Slutsatsen som drogs var att maximalt 60 000 glasålar per år kan antas ha dött under 2000-talet till följd av passage genom Ringhalsverket. Om samtliga glasålar skulle överleva till gulålstadiet skulle bortfallet motsvara 12 ton gulål per år, vilket är cirka 6% av den årliga landningen från det svenska västkustfisket under 2000-talet (Andersson m. fl., 2011b).

Gulålen är för stor för att passera genom silarna i Ringhals och rensas istället bort och återförs till havet via en uppsamlingsbassäng och en rörledning. De flesta gulålar beräknas överleva denna hantering. Överlevnadsförsök 2006-2010 uppskattade förlusten av gulål till följd av bortsilning och hantering vid återföring till havet till 14% av det antal individer som påträffades i kylvattenintaget (Andersson m. fl., 2011b). Förlusten motsvarade 8,5 kg ål per månad under två månaders tid för Ringhals 1 och 2. Det bör noteras att konstruktionen med uppsamlingsbassäng och rörledning inte finns i Forsmarks och Oskarshamns kärnkraftverk.

Förlusterna av sillarver i Ringhals har för perioden 2002-2007 beräknats till mellan 80 000 och 20 miljoner individer per år (Bergström m. fl., 2009). Det skulle enligt beräkningar och antaganden i Andersson m. fl. (2011b) motsvara en utslagning på motsvarande 0,1-390 ton vuxen sill, vilket jämfördes med det mångtusenfalt större

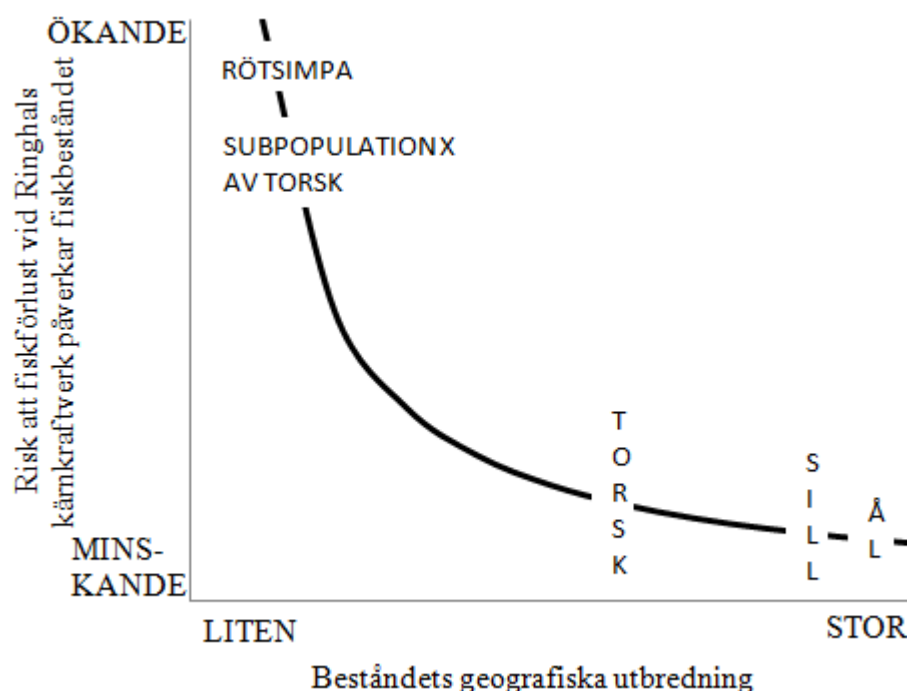
beståndet i Kattegatt, Skagerrak och Nordsjön, som varierade mellan 1 och 1,7 miljoner ton under 2000-talet (Andersson m. fl., 2011b). Den högsta uppskattningen av utslagning skulle alltså innebära en förlust för det berörda beståndet motsvarande 0,04% (390 ton / 1 miljon ton).

Utslagningen av torsklarver i Ringhalsverket har beräknats till mellan 2,3 och 9,4 miljoner individer per år under 2002-2007 (Bergström m. fl., 2009). Mycket konservativa beräkningar har visat att dessa larver skulle ha kunnat ge ett tillskott till berörda bestånd på upp till 33 ton torsk per år. Relaterat till det sammantagna lekbeståndet av torsk i Kattegatt skulle utslagningen av torsklarver i Ringhals enligt dessa beräkningar kunna motsvara maximalt ”någon enstaka procent” (Andersson m. fl., 2011b).

När det gäller vuxen fisk drog Andersson m. fl. (2011) slutsatsen att ”utslagningen av kommersiellt intressanta fiskarter vid hanteringen av rensmaterial från kylvattenreningen vid Ringhalsverket var av ringa omfattning”. Eventuell grad av påverkan på lokala bestånd undersöktes dock inte i Andersson m. fl. (2011).

Figur 11 återknyter till Figur 2 samt resultaten i Andersson m. fl. (2011), och visar den ungefärliga relativa geografiska utbredningen hos bestånd av ål, torsk och sill nära Ringhalsverket. Ringhalsverkets påverkan på Kattegatts totala torskbestånd är sannolikt liten. Påverkan på Nordsjöns, Skageracks och Kattegatts sillbestånd är antagligen ännu mindre. Slutligen är Ringhalsverkets relativa påverkan på det europeiska/nordafrikanska ålbeståndet troligtvis minst, i jämförelse med påverkan på de närliggande torsk- och sillbestånden. Figur 11 illustrerar varför vi har begränsade förutsättningar att upptäcka och statistiskt säkerställa förändringar i sill-, och ålbestånden till följd av Ringhalsverkets drift, just på grund av beståndens stora geografiska utbredning. Ändå är den sammanlagda mängden av förlorad ål, sill och torsk betydande, vilket Figur 11 inte på något sätt motsäger. En testbar hypotes som kan härledas ur Figur 11 är att ett lokalt fiskbestånd med betydligt mindre geografisk utbredning än torsken i Kattegatt riskerar att påverkas allvarligt av fiskförlusten i ett kärnkraftverks silstation.

Figur 11 ger även en fingervisning om var en lokal och kustbunden art, t ex rötsimpa och eller en subpopulation av torsk (kallad "subpopulation x" i figuren) skulle kunna befinna sig på kurvan. Dessa två exempel skulle förslagsvis kunna utgöra föremål för vidare studier av Ringhalsverkets silstationers påverkan på fiskbestånd.



Figur 11. Samband mellan geografisk beståndsutbredning och risk för effekt på fiskbestånd i anslutning till Ringhalsverket. Ål avser beståndet av europeisk ål. Sill avser beståndet i Nordsjön, Skagerrak och Kattegatt. Torsk avser beståndet eller bestånden i Kattegatt. Rötsimpa avser det lokala kustbeståndet vid Ringhals. Subpopulation x av torsk avser någon av Kattegatts subpopulationer (se Svedäng, 2010a, b).

8 Total fiskförlust i svenska kärnkraftverk

Den totala fiskförlusten vid Forsmarks kärnkraftverk 2010-2011 kalkylerades på basis av den årliga beräknade genomsnittliga fiskförlusten vid Forsmark (se t ex Figur 3) och två tidigare publicerade modeller för fiskutslagning vid termiska kraftverks kylanläggningar (Kelso & Milburn; Greenwood, 2008). Därefter skattades översiktligt fiskförluster vid samtliga tre svenska kärnkraftverk, baserat på samma fiskförlustmodeller. Resultaten jämfördes med skattade fiskförluster längs den svenska Östersjökusten inom fiskerinäringen, samt som en följd av predation från storskarv (*Phalacrocorax carbo sinensis*) och gråsäl (*Halichoerus grypus*).

Fångsträkningstillfällena vid Forsmarksverket skedde en gång i veckan 2010-2011, och varade under 24 timmar per tillfälle. Normalt sett maler en kvarn ner materialet, men vid räkningstillfällena leds materialet förbi denna kvarn och uppsamlas. Stora objekt och andra organismer än fisk avskiljs manuellt. När endast fisk återstår mäts provets totala volym. Därefter placeras provet på ett sorteringsbord och uppdelas i två kategorier: ”stor fisk” (längd \geq 6-8 cm beroende på art) samt ”övrig fisk”. Samtliga stora fiskar räknas, artbestäms och vägs individuellt. Under perioder då antalet stora fiskar är särskilt stort enligt utförarnas bedömning, noteras istället den totala volymen och totala biomassan av varje fiskart och en ungefärligt medelstor fisk från varje art vägs, varefter antalet fiskar från varje art beräknas. Ur kategorin ”övrig fisk” tas fem slumpmässiga prover om en liter vardera och fisken i dessa prover artbestäms och vägs. Vid varje fångsträkningstillfälle noteras även vattentemperatur, lufttryck, vindhastighet, vindriktning samt kylvattenflöde.

År 2010 beräknades 31,3 miljoner fiskar ha fastnat i Forsmarksverkets silstationer, med en totalvikt på 62,6 ton enligt den ovan beskrivna fiskräkningsmetodiken. Året efter skattades fiskförlusten till 27,3 miljoner fiskar med totalvikten 38,5 ton. Den genomsnittliga fiskförlusten i Forsmarksverket var således 29,3 miljoner fiskar med en totalvikt på 50,5 ton per år och en genomsnittsvikt på 1,7 g. Variabiliteten i fiskförekomst var stor (se även Figur 3). Bland arterna dominerade i första hand

storspigg. Den relativa artsammansättningen baserad på antal och vikt redovisas i tabell 1.

Som tidigare nämnts är Ringhals kärnkraftverks silstationer specialkonstruerade för att öka överlevnaden hos fisken. Ålen har särskilt hög överlevnadsgrad i Ringhals. Med en motsvarande överlevnadsgrad (86%) skulle 1 670 av de 1 943 ålar som beräknades ha fastnat i Forsmarks silstation 2010 ha kunnat överleva passage till havet. Av de uppskattningsvis 1 166 ålar som gick förlorade i silstationen 2011 skulle drygt 1 000 ålar ha kunnat överleva.

Tabell 1. Fiskarter påträffade vid fångsträkning i Forsmarksverkets silstationer 2010-2011.

Art	Andel (%) av total vikt	Andel (%) av totalt antal
Storspigg	74	79
Nors	12	0,67
Strömming	6,9	15
Blankål	2,6	<0,01
Småspigg	1,1	3,4
Abborre	0,60	0,037
Mört	0,53	0,028
Löja	0,51	0,62
Braxen	0,46	<0,01
Gers	0,24	0,015
Sandstubb	0,17	0,68
Gös	0,097	<0,01
Tobis	0,097	0,10
Skarpsill	0,066	<0,01
Hornsimpa	0,065	<0,01
Flodnejonöga	0,036	<0,01
Björkna	0,030	<0,01
Gädda	0,027	<0,01
Lax	0,026	<0,01

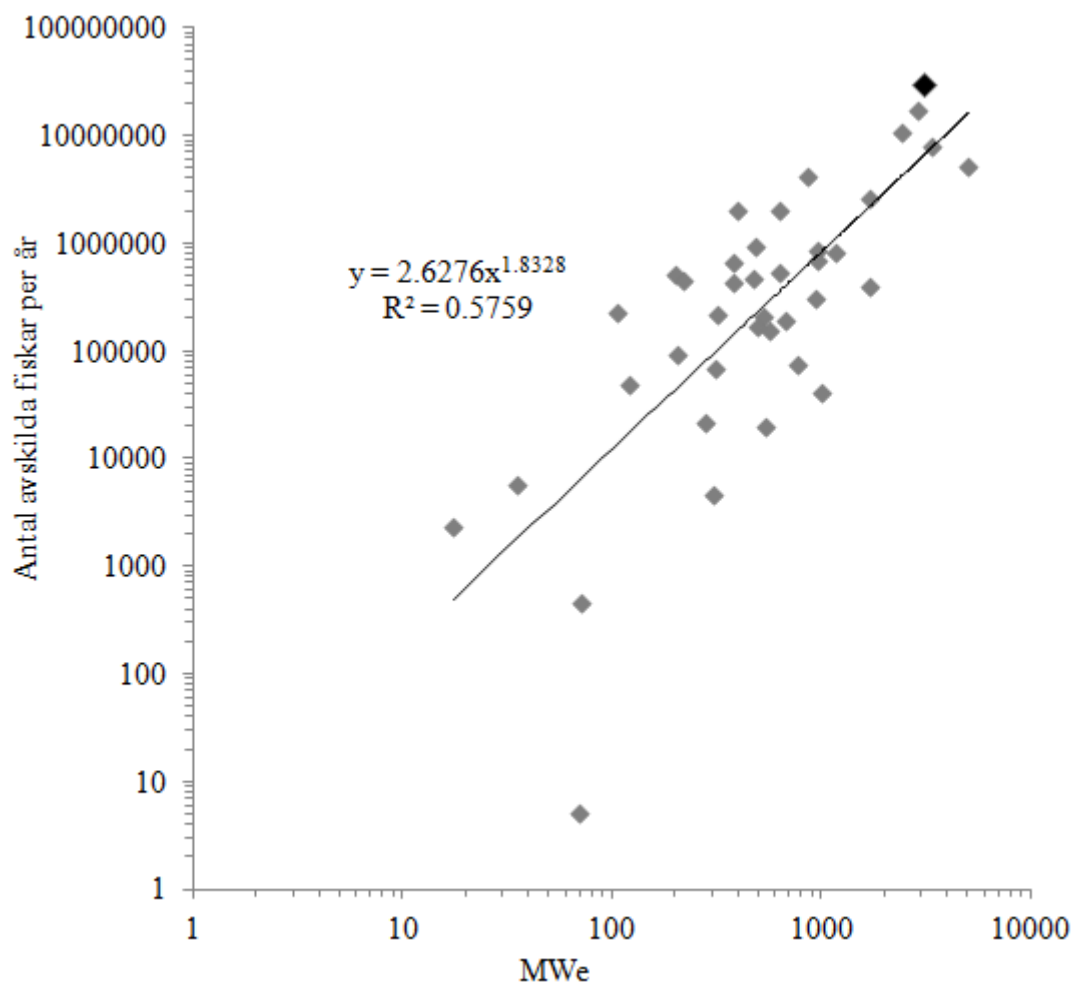
Tabell 1. Forts.

Art	Andel (%) av total vikt	Andel (%) av totalt antal
Sik	0,022	<0,01
Tånglake	0,020	<0,01
Piggvar	0,012	<0,01
Skrubbskädda	0,011	<0,01
Gulål	<0,01	<0,01
Lake	<0,01	<0,01
Ringbuk	<0,01	<0,01
Ruda	<0,01	<0,01
Siklöja	<0,01	<0,01
Svart smörbult	<0,01	<0,01
Torsk	<0,01	<0,01
Tångsnälla	<0,01	<0,01
Tångspigg	<0,01	<0,01
Vimma	<0,01	<0,01

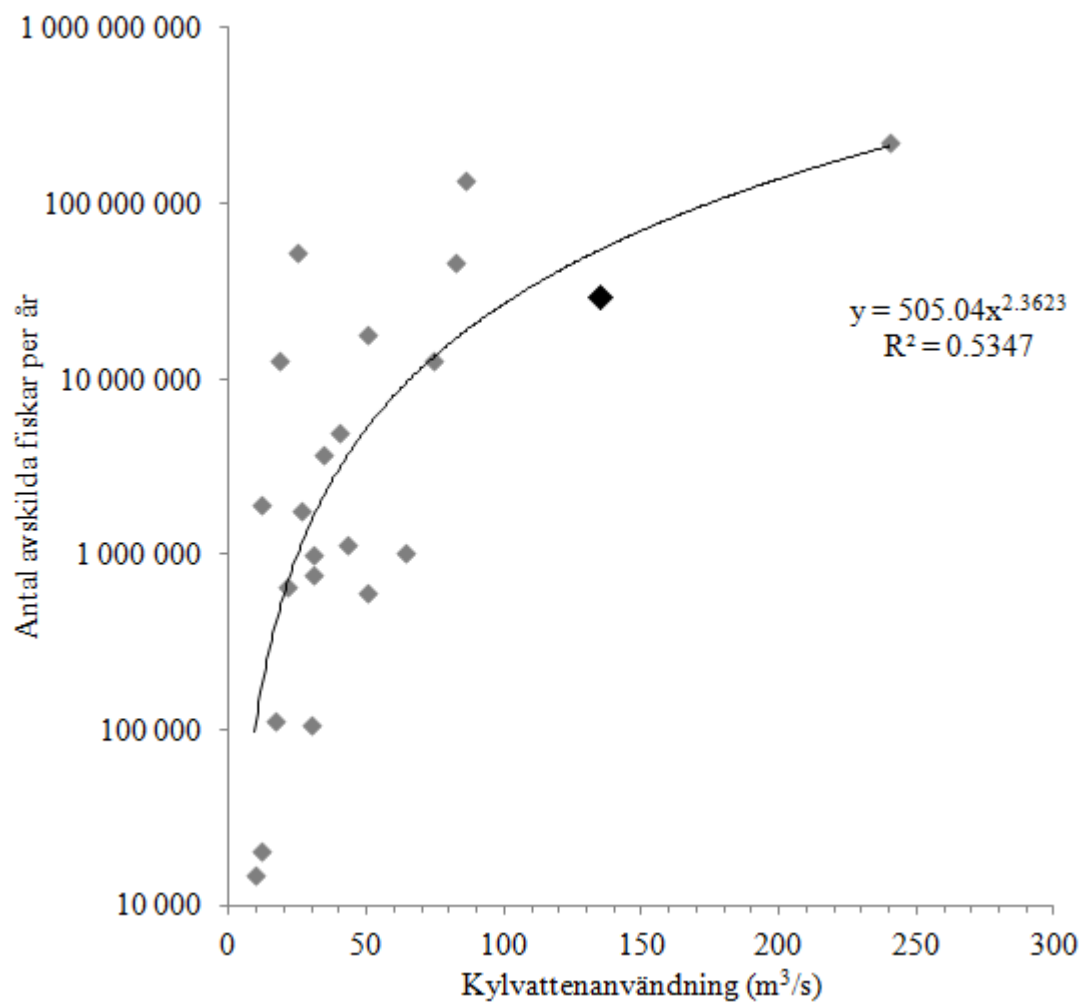
Rapportförfattaren känner till två jämförande studier över fiskförluster i kylsystem mellan olika kraftverk. Kelso & Milburn (1979) utvecklade flera modeller för att systematisera analys av miljöpåverkan från kylsystem till 89 termiska kraftverk inklusive kärnkraftverk runt de Stora Sjöarna (Great Lakes) i Nordamerika. Greenwood (2008) publicerade en modell för fiskförluster i silstationer till kustnära kraftverk i nordvästra Europa. Greenwoods (2008) modell baserades på data från ett flertal tidigare studier. Figur 12 visar sambandet mellan elektrisk effekt (MWe) för termiska kraftverk och antal fiskar förlorade i silstationer per år. Figur 13 visar sambandet mellan volym använt kylvatten per sekund och den årliga fiskförlusten i antal. Modellerna i Figur 11 och 12 visade goda testresultat med avseende på data från Forsmarksverket: korrelationskoefficienten r^2 var 2,8 respektive 1,8 procentenheter högre när modellerna i Figur 12 respektive 13 beaktade Forsmarksdata, jämfört med de ursprungliga modellerna i Kelso & Milburn (1979) och Greenwood (2008).

Den genomsnittliga vikten för avskild fisk i silstationerna till termiska kraftverk jämförs med silstationernas minsta maskstorlek (Figur 14) för data från Forsmark samt från ytterligare tre studier (Ringger, 2000; Greenwood, 2008; Azila & Chong, 2010). Sambandet i Figur 14 har en hög korrelationskoefficient ($r^2=0,96$) men eftersom antal datapunkter endast är 4, så kan regressionslinjen antas vara särskilt känslig för inkluderande av ytterligare data.

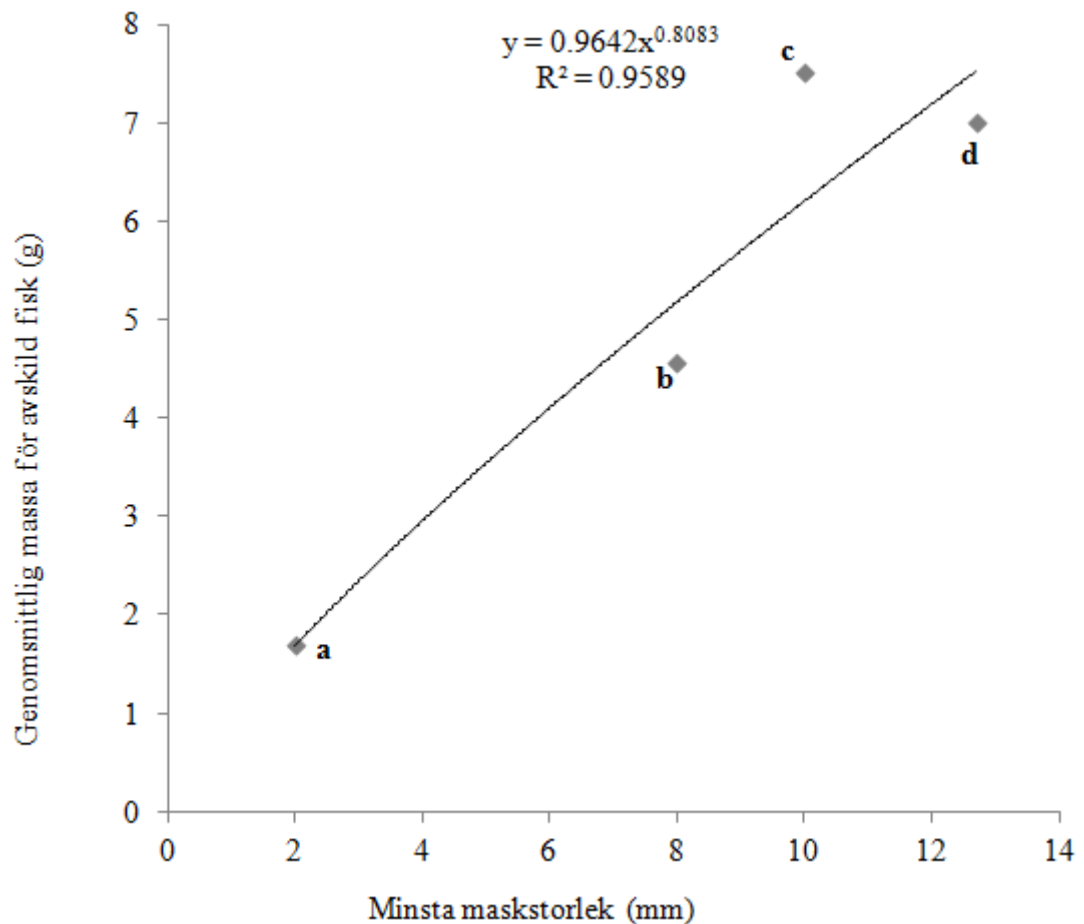
Oskarshamnsverkets silstationer har samma minsta maskstorlek som den vid Forsmarksverket (2 mm). Överlevnadsgraden hos fisken är dock sannolikt något högre då en del av det ansamlade biologiska materialet återförs till havet. Ringhalsverket har också en liknande minsta maskstorlek (2-5 mm) samt sannolikt en större överlevnadsfrekvens hos fisken jämfört med Forsmarksverket. För att inte underskatta kärnkraftverkens påverkan på fiskbestånden har här antagits att den genomsnittliga massan för avskild fisk är 1,7 g vid samtliga tre kärnkraftverk (vilket var den uppmätta genomsnittliga biomassan per individ i Forsmark 2010-2011) samt att typisk årlig fiskförlust i antal kan beräknas för samtliga kärnkraftverk enligt modellerna i Figur 12 och 13. Beräknad fiskförlust, kylvattenåtgång och MWe vid de tre kraftverken följer av tabell 2. Båda de empiriskt beräknade årliga fiskförlusterna i Forsmark 2010 och 2011 (62,6 respektive 38,5 ton enligt fiskräkningsresultaten) faller inom det modellerade intervallet (11-93 ton).



Figur 12. Elektrisk effekt (MWe) och antal avskilda fiskar i silstationer till termiska kraftverk. Grå kvadrater representerar data från Kelso & Milburn (1979) avseende kraftverk i USA eller Kanada i anslutning till de Stora Sjöarna. Den svarta kvadraten representerar data från Forsmark 2010-2011. Antal datapunkter: 39; $p < 0.001$. Båda axlarna i diagrammet har log10-skalor.



Figur 13. Kylvattenanvändning och antal avskilda fiskar i termiska kraftverk. Grå kvadrater representerar data från Greenwood (2008) avseende kustnära kraftverk i nordvästra Europa. Den svarta kvadraten representerar data från Forsmark 2010-2011. Antal datapunkter: 22; $p < 0.001$. Y-axeln i diagrammet har log10-skala.



Figur 14. Minsta maskstorlek i förhållande till genomsnittlig biomassa för avskild fisk vid fyra termiska kraftverk med liknande kylanordningar. Regressionslinjen utgörs av en exponentiell, minsta-kvadratanpassad kurva och visar att större maskstorlek ger större genomsnittlig biomassa hos den avskilda fisken. a: Forsmark (denna studie); b: Longannet (Greenwood, 2008); c: Kapar (Azila & Chong, 2010); d: Calvert Cliffs (Ringger, 2000). p-värdet för regressionen: 0.029.

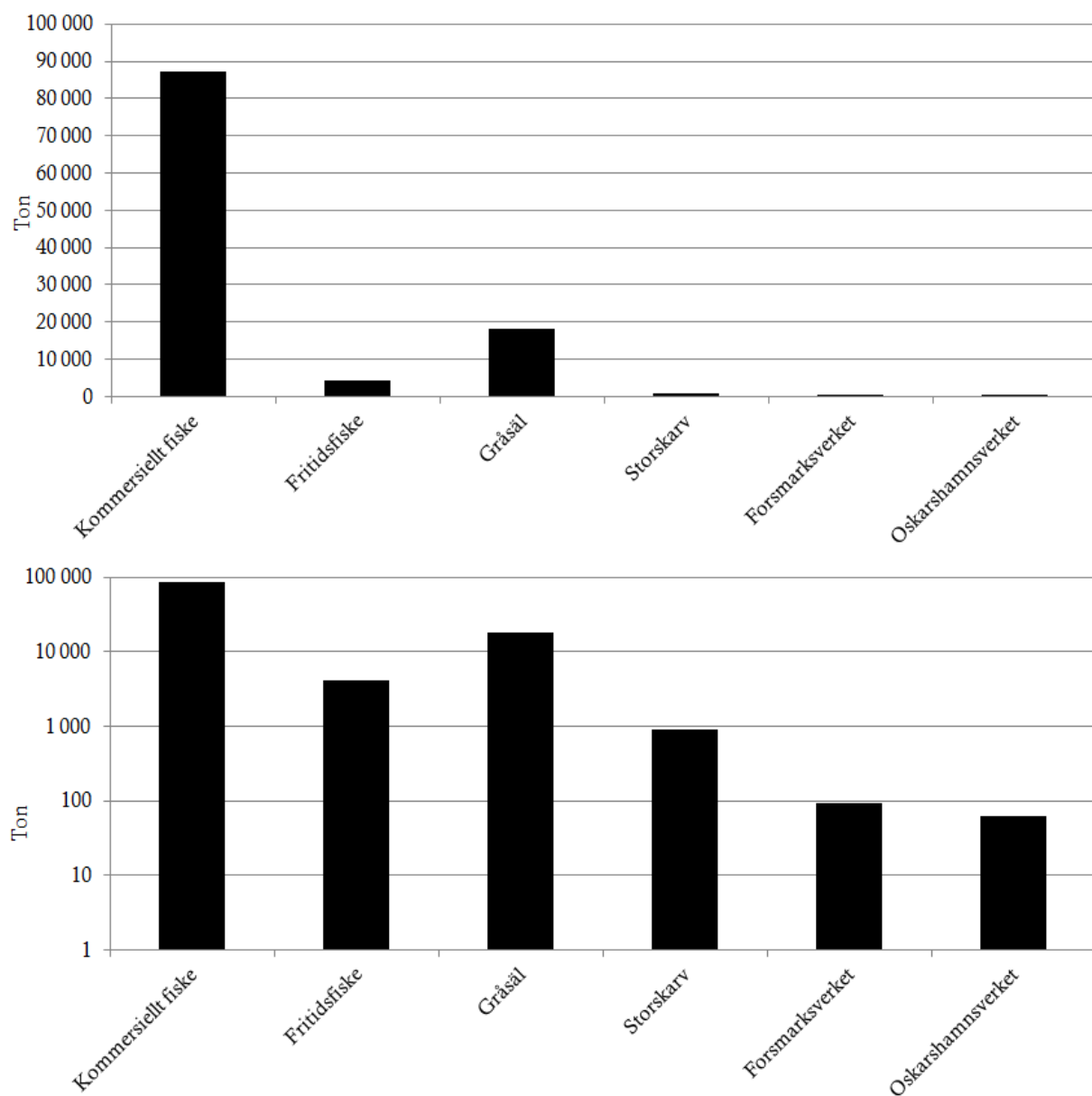
Den maximala fiskförlusten (tabell 2) kan för två av kärnkraftverken sättas i relation till hur mycket fisk som konsumeras av gråsäl och storskarv samt hur mycket fisk som landas i den svenska delen av Östersjön inom fritidsfiske samt inom det kommersiella fisket. Lundström (2012) beräknade att gråsäl konsumerade 18 151 ton fisk i dessa vatten år 2004. För storskarv har man beräknat (Maria Boström, pers. komm.) att denna sjöfågel längs svenska ost- och sydkusten äter ungefär 900 ton fisk per år, med en betydande säsongsvariation på grund av migrations- och häckningsperioder. Det kommersiella fisket av sill/strömming, skarpsill, torsk, lax, öring, plattfiskar, sik, ål, gädda och abborre resulterade i drygt 87 000 landade ton

från svenska östersjövattnen år 2006 (Lundström, 2012). Fritidsfisket landade drygt 4 100 ton av samma arter från svenska östersjövattnen år 2006 (Lundström, 2012). Figur 15 illustrerar storleksordningen på olika typer av fiskdödlighet i Östersjön. Även om förlusterna vid Forsmarksverket och Oskarshamnsverket är betydande angivet som antal och biomassa, motsvarar de en väldigt liten andel av den totala dödligheten, som i första hand kan härledas till andra faktorer. Figur 15 ger därmed en delförklaring till varför det är vanskligt att statistiskt fastställa kopplingen mellan fiskförluster i kärnkraftverk och variationer i fiskbestånd.

Tabell 2. Kylvattenåtgång, elektrisk nettoeffekt (MWe) och minimal samt maximal årlig fiskförlust (i ton) vid de tre svenska kärnkraftverken. Kylvattenåtgång samt MWe har återgivits från Ehlin m. fl. (2009) medan den årliga fiskförlusten har beräknats av rapportens författare. Genomsnittlig fiskmassa antogs vara 1,7 g per fisk vid samtliga kärnkraftverk. Minimal fiskförlust beräknades med modellen i fig. 11 och maximal fiskförlust beräknades med modellen i fig. 12.

Kärnkraftverk	Kylvattenåtgång	MWe	Minimal fiskförlust	Maximal fiskförlust
Forsmark	135 m ³ /s	3 138 MW	11 ton/år	93 ton/år
Oskarshamn	115 m ³ /s	2 302 MW	6,5 ton/år	63 ton/år
Ringhals	165 m ³ /s	3 530 MW	14 ton/år	150 ton/år

Även om fiskförlusten vid kärnkraftverk kan skattas till mellan 32 och 310 ton per år är det svårt att avgöra effekter från denna förlust över stora områden eller på utbredda fiskbestånd, då flera andra faktorer kan orsaka en mångdubbelt högre dödlighet. Denna studie borde därför kompletteras med fler studier över beståndspåverkan på artnivå, exempelvis för de arter vars minskande trendmässiga förekomst tidigare har nämnts (rötsimpa, torskens subpopulationer i Kattegatt, samt ev. tånglake och tejstefisk; samtliga utanför Ringhals kärnkraftverk). En jämförelse som i Figur 15 kan för närvarande inte göras för Västerhavet eller Kattegatt då pålitliga fiskpredationsberäkningar för säl och skarv saknas för dessa områden.



Figur 15. Fiskkonsumtion och fiskförluster i svenska Östersjön. Övre: absolut skala på y-axeln, vilket möjliggör en storleksmässig jämförelse. Nedre: logaritmisk skala på y-axeln, vilket möjliggör en rangordningsmässig jämförelse. Det bör särskilt noteras att kommersiellt fiske och fritidsfiske i figuren endast avser sill/strömming, skarpsill, torsk, lax, öring, plattfiskar, sik, ål, gädda och abborre. Förlusterna i Forsmarks och Oskarshamns kärnkraftverk avser samtliga fiskarter samt de maximala beräknade värdena i denna studie.

9 Tackord

Författaren vill särskilt lyfta fram följande personers bidrag till rapportens tillkomst och färdigställande: Anders Adill har bidragit med fiskdata från Forsmarksverket. Maria Boström har gjort det möjligt att jämföra skarvens fiskkonsumtion med fiskförlusten i kärnkraftverken. Lena Bergström, Jan Andersson och Mikaela Bergenius på SLU Kustlaboratoriet, Sara Bergek på SLU Sötvattenslaboratoriet samt Ulrika Bothin och Eva Hydén på Vattenfall har gett värdefulla allmänna synpunkter på rapporten.

10 Referenser

- Adill, A., K. Mo & A. Sevastik, 2011. Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk. Internrapport, Fiskeriverkets Kustlaboratorium, 29 s.
- Andersson, K. A. (red), 1964. Fiskar och fiske i Norden. Natur & Kultur, Stockholm, 416 s.
- Andersson, J., Bergström, L. & A. Lingman, 2011a. Biologisk recipientkontroll vid Oskarshamns kärnkraftverk. Sammanställning av undersökningar till och med år 2008. SLU Aqua Reports 2011:3, 70 s.
- Andersson, J., Cardinale, M., Fagerholm, B., Hjelm, J. & E. Pettersson, 2011b. Fiskförluster i kylvattenintagen till Ringhalsverket. Internrapport, Fiskeriverket, 15 s.
- Azila, A. & V. C. Chong, 2010. Multispecies impingement in a tropical power plant, Straits of Malacca. *Marine Environmental Research* 70, 13-25.
- Beaulaton, L. & C. Briand, 2007. Effect of management measures on glass eel escapement. *ICES Journal of Marine Science* 64, 1402-1413.
- Bergström, L., M. Jansson, Sundqvist, F. & J. Andersson, 2009. Biologiska undersökningar vid Ringhals kärnkraftverk 1979-2007. FINFO 2009:2, 37 s.
- Bonhommeau, S., Chassot, E. & E. Rivot, 2008. Fluctuations in European eel (*Anguilla anguilla*) recruitment resulting from environmental changes in the Sargasso Sea. *Fisheries Oceanography* 17, 32-44.
- Dekker, W., Wickström, H. & J. Andersson, 2011. Ålbeståndets status i Sverige 2011. SLU Aqua Reports 2011:3, 67 s.
- Ehlin, U., Lindahl, S., Neuman, E., Sandström, O. & J. Svensson, 2009. Miljöeffekter av stora kylvattenutsläpp. Elforsk rapport 09:79, 249 s.
- EIFAAC & ICES, 2011. Report of the 2011 session of the Joint EIFAAC/ICES Working Group on Eels. EIFAAC/ICES Report, Lisbon, 244 s.
- Fagerholm, B., 2006. Biologisk recipientkontroll vid Ringhals kärnkraftverk. Årsrapport för 2005. Internrapport, Fiskeriverkets Kustlaboratorium, 16 s.
- Fiskeriverket, 2011. Fiskbestånd och miljö i hav och sötvatten. Resurs- och miljööversikt 2011. Fiskeriverket, Göteborg, 256 s.
- Franzén, F. & A. Lingman, 2011. Biologisk recipientkontroll vid Oskarshamns kärnkraftverk. årsrapport för 2010. Fiskeriverkets Kustlaboratorium, arbetsrapport, 40 s.

- Greenwood, M. F. D., 2008. Fish mortality by impingement on the cooling-water intake screens of Britain's largest direct-cooled power station. *Marine Pollution Bulletin* 56, 723-739.
- ICES, 2011. Stock summaries advice. Cod in Division IIIa East (Kattegat). ICES Advice 2011, avsnitt 6.4.1., 9 s.
- Jansson, M. & F. Sundqvist, 2011. Biologisk recipientkontroll vid Ringhals kärnkraftverk. Årsrapport för 2010. Fiskeriverkets Kustlaboratorium, arbetsrapport, 22 s.
- Karås, P., A. Adill, M. Boström, K. Mo & A. Sevastik, 2010. Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk, år 2000-2007. FINFO 2010:2, 42 s.
- Kelso, J. R. M. & G. S. Milburn, 1979. Entrainment and impingement of fish by power plants in the Great Lakes which use the once-through cooling process. *Journal of Great Lakes Research* 5, 182-194.
- Lundström, K., 2012. Assessment of dietary patterns and prey consumption of marine mammals. Doktorsavhandling, Göteborgs universitet, Göteborg, 159 s.
- Maes, J., Taillieu, A., Van Damme, P. A., Cottenie, K. & F. Ollevier, 1998. Seasonal patterns in the fish and crustacean community of a turbid temperate estuary (Zeeschelde Estuary, Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 47, 143-151.
- Maes, J., Turnpenny, A. W. H., Lambert, D. R., Nedwell, J. R., Parmentier, A., & F. Ollevier, 2004. Field evaluation of a sound system to reduce estuarine fish intake rates at a power plant cooling water inlet. *Journal of Fish Biology* 64, 938-946.
- McKee, J. E., 1968. The impact of nuclear power on air and water resources. *Engineering and Science* 31, 19-32.
- Moazzam, M. & S. H. Niaz Rizvi, 1980. Fish entrapment in the seawater intake of a power plant at Karachi coast. *Environmental Biology of Fishes* 5, 49-57.
- Munk, P. & J. G. Nielsen, 2005. Eggs and larvae of North Sea fishes. *Biofolia*, Fredriksberg, 215 s.
- Muus, B. J., Nielsen, J. G. & U. Svedberg, 1997. Havsfisk och fiske i Nordvästeuropa. Prisma, Stockholm, 337 s.
- Rajagopal, S., Jenner, H. A., & V. P. Venugopalan, 2012. Operational and environmental consequences of large industrial cooling water systems. Springer, Berlin, 477 s.

Ringger, T. G., 2000. Investigations of impingement of aquatic organisms at the Calvert Cliffs Nuclear Power Plant, 1975-1995. *Environmental Science and Policy* 3, 261-273.

Rodionov, S. N., 2004. A sequential algorithm for testing climate regime shifts. *Geophysical Research Letters* 31, L09204.

SLU, 2011. Kustfiskövervakning i Öresund. 2011. Barsebäck, Lundåkrabukten/Lommabukten 1999-2011. Rapport, SLU, Naturvårdsverket, Havs och Vattenmyndigheten, Länsstyrelsen i Skåne län, 13 s.

SMHI, 2012. Flödesstatistik för Sveriges vattendrag. SMHI, Norrköping.
<http://www.smhi.se/klimatdata/hydrologi/vattenforing/1.8369> , åtkomst 2012-05-22.

Sundqvist, F. & B. Fagerholm, 2009. Biologisk recipientkontroll vid Ringhals kärnkraftverk. Årsrapport för 2009. Fiskeriverket, Väröbacka, 23 s.

Svedäng, H., André, C., Jonsson, P., Elfman, M. & K. E. Limburg, 2010a. Migratory behaviour and otolith chemistry suggest fine-scale sub-population structure within a genetically homogenous Atlantic Cod population. *Environmental Biology of Fishes* 89, 383-397.

Svedäng, H., Stål, J., Sterner, T. & M. Cardinale, 2010b. Consequences of subpopulation structure on fisheries management: cod (*Gadus morhua*) in the Kattegat. *Reviews in Fisheries Science* 18, 139-150.

Vitale, F., Börjesson, P., Svedäng, H. & M. Casini, 2008. The spatial distribution of cod (*Gadus morhua* L.) spawning grounds in the Kattegat, eastern North Sea. *Fisheries Research* 90, 36-44.

Åkerblom, A. (red), 1974. Kylvatten – effekter på miljön. Vattenfalls Miljövårdsstiftelse, Statens Naturvårdsverk, Rapport 1974:25, 104 s.

